Mastozoología Neotropical, 32(1):e01075, Mendoza, 2025
Versión on-line ISSN 1666-0536
https://doi.org/10.31687/saremMN.25.32.01.02.e1075

Copyright © SAREM, 2025
http://www.sarem.org.ar
http://www.sbmz.org

Artículo Original

REGISTROS DE VARAMIENTOS DE MAMÍFEROS MARINOS EN LA PROVINCIA DE BUENOS AIRES, 2010-2022: IMPLICANCIAS PARA LA GESTIÓN, CONSERVACIÓN E INVESTIGACIÓN

Alan F. Rosenthal[1], Juan Pablo Seco Pon[2], Victoria González Carman[2,3] & Pablo Denuncio[1,2*]

[1]Asociación Naturalista Geselina, Villa Gesell, Argentina.
[2]Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (IIMyC), Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata, CONICET, Mar del Plata, Provincia de Buenos Aires, Argentina. [Correspondencia: Pablo Denuncio <pdenunci@mdp.edu.ar>]
[3]Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP), Mar del Plata, Provincia de Buenos Aires, Argentina.

RESUMEN. El monitoreo de mamíferos marinos a través del registro de varamientos es un método de bajo costo que permite conocer la diversidad de especies y tener una aproximación del tamaño de sus poblaciones. Si ese monitoreo se mantiene en el tiempo, resulta una valiosa herramienta para determinar y evaluar cambios en un ecosistema dado. En este estudio se presenta un análisis preliminar de los varamientos de mamíferos marinos registrados en playas de la provincia de Buenos Aires, Argentina, entre los años 2010 y 2022, con el objetivo de evaluar su diversidad específica en la región, abundancia, frecuencia y variaciones inter e intra-anuales. Los resultados demostraron que el ensamble de mamíferos marinos estuvo compuesto por 15 especies, de ellas, *Arctocephalus australis*, *Pontoporia blainvillei* y *Otaria flavescens* fueron las más importantes en orden descendente. De las especies halladas, 11 habitan ambientes tanto neríticos como oceánicos, mientras que el resto de las especies son exclusivamente neríticas u oceánicas. La mayor tasa de varamientos fue de 0,13 ejemplares/km en 2015, mientras que la menor fue de 0,04 en 2021 y 2022. Los análisis estadísticos realizados demostraron una fuerte influencia de las estaciones del año (variación intra-anual) en el número total de animales varados y en las dos especies más numerosas (*A. australis* y *P. blainvillei*). Ante el incremento de las actividades antropogénicas en la plataforma argentina adyacente (p. ej., exploración y explotación de hidrocarburos), este estudio constituye una importante línea de base que refleja la diversidad y tasa de varamientos de las especies de mamíferos marinos en las costas del norte de la Argentina.

ABSTRACT. RECORDS OF MARINE MAMMAL STRANDINGS IN THE PROVINCE OF BUENOS AIRES, 2010–2022: IMPLICATIONS FOR MANAGEMENT, CONSERVATION AND RESEARCH. Marine mammal monitoring through stranding reports is a low-cost method that allows knowing species diversity and estimating population abundances. If stranding monitoring is constant through time, it becomes a valuable tool to determine and evaluate changes in ecosystems. In this study, we present a preliminary analysis of marine mammal strandings registered in beaches of the province of Buenos Aires, Argentina, during the period 2010-2022, with the goal of assessing its specific diversity in the region, abundance, frequency, and inter- and intra-annual variations. The results indicate that the marine mammal assemblage was composed of 15 species, with *Arctocephalus australis*, *Pontoporia blainvillei*, and *Otaria flavescens* being the most important in deceasing order. Of the species found, 11 inhabit both neritic and oceanic habitats, while the rest of the species are either neritic or oceanic exclusively. The highest stranding rate was 0.13 individuals/km in 2015, while the lowest rate was 0.04 in 2021 and 2022. The statistical analysis conducted showed a strong seasonality

Recibido 7 marzo 2024. Aceptado 9 agosto 2024. Editora: Dra. Isabel E. Gómez Villafañe.

in stranding records (intra-annual variations) on the total number of stranding individuals and for the most conspicuous species (*A. australis* y *P. blainvillei*). Given the increase in anthropogenic activities on the adjacent Argentine continental shelf (e.g., oil exploration and exploitation), this study constitutes an important baseline that reflects the diversity and stranding rate of marine mammal species along the northern coast of Argentina.

Palabras clave: Mortalidad, Cetáceos, Pinnípedos, Manejo Costero, Argentina.

Key words: Mortality, Cetaceans, Pinnipeds, Coastal Management, Argentina.

Citar como: Rosenthal, A. F., J. P. Seco Pon, V. González Carman, & P. Denuncio. 2025. Registros de varamientos de mamíferos marinos en la provincia de Buenos Aires, 2010-2022: Implicancias para la gestión, conservación e investigación. Mastozoología Neotropical, 32(1):e01075. https://doi.org/10.31687/saremMN.25.32.01.02.e1075

INTRODUCCIÓN

Los mamíferos marinos, con la excepción de los sirénidos, son depredadores de alto nivel trófico (Pauly et al. 1998) con una influencia importante en la estructura y funcionamiento de los ecosistemas marinos (Bowen 1997; Trites et al. 1997; Barlow et al. 2008). Estos organismos constituyen, además, uno de los componentes vertebrados más importantes de los ecosistemas marinos costeros en términos de biomasa (Tasker 2006). Por ser especies longevas, de baja fecundidad y madurez tardía, aún los más ligeros aumentos de mortalidad pueden llevar a que sus poblaciones declinen rápidamente (Lewison et al. 2004; Bastida et al. 2007). Esto los sitúa en una condición de particular vulnerabilidad frente al incremento de las actividades antropogénicas en el mar (Avila et al. 2018; Nelms et al. 2021).

Ante tal escenario, resulta de gran importancia para la conservación biológica monitorear de manera permanente el estado de los mamíferos marinos con el objetivo de recolectar información confiable que permita evaluar cambios en la condición y el progreso de los objetivos de manejo (Bossart 2011). El monitoreo de mamíferos marinos se realiza, por ejemplo, a través de la colección de datos en el mar (Williams et al. 2017; Mandiola 2015) o por medio de telemetría satelital (Rodríguez et al. 2013). Sin embargo, estos métodos son costosos y, por lo tanto, comprometen los objetivos de manejo (Peltier et al. 2012), especialmente en países en desarrollo.

El concepto de varamiento puede ser definido como un evento en el cual un individuo o un grupo arriba a la costa (Perrin & Geraci 2009). Este fenómeno puede involucrar tanto animales vivos como muertos, e incluso ser de carácter intencional (p. ej., los varamientos de orcas para alimentarse; Bastida et al. 2007). El monitoreo sistemático de estos eventos representa una metodología de bajo costo que permite conocer la presencia y riqueza específica de mamíferos marinos en la región, además de constituir fuentes de información para profundizar en el conocimiento de la biología y ecología de las especies (Cremer et al. 2022). Asimismo, permite evaluar el impacto de las actividades antropogénicas, como la industria pesquera, hidrocarburífera, la contaminación por residuos plásticos, etc. (Dudhat et al. 2022; De Weerdt et al. 2021), sobre los ecosistemas marinos, utilizando a este grupo como organismos indicadores.

La falta de información apropiada sobre varamientos de mamíferos marinos y la urbanización del ambiente costero incrementa su situación de vulnerabilidad. La ruptura del balance sedimentario en la dinámica mar-playa-médanos por acciones de origen antrópico (p. ej., remoción y fijación de médanos, extracción de arena) erosionan la playa (Bértola 2016; Isla 2006; Marcomini & López 1999) y, por ende, reducen el espacio de reposo de ejemplares vivos (p. ej., lobo marinos y focas). Además, una mayor presencia humana puede tener consecuencias sobre los individuos vivos (interrupción de la fase de descanso), así como también sobre sí misma (p. ej., riesgo zoonótico) (Cassini 2001; Stafford-Bel 2012). Es por ello por lo que es necesario generar información confiable que sirva para su protección y conservación, así como también para adoptar medidas de manejo adecuadas y responsables que disminuyan el riesgo sanitario que conlleva la presencia de un animal en descomposición en el espacio costero. Esta última representa una importante premisa del concepto Una Salud (*One Health*), promovido por la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura para garantizar el monitoreo de enfermedades zoonóticas (Buttke & Decker 2014; Wund et al. 2023).

La región marino-costera de la Plataforma Continental Argentina Norte (Lucas et al. 2005) es

utilizada por al menos 37 especies de mamíferos marinos (Bastida et al. 2022), alguna de las cuales se encuentran amenazadas tanto a nivel local como global (Abba et al. 2022; CMA-SAREM 2019, www.redlist.org). Aunque existen antecedentes que informan varamientos de mamíferos marinos en esta región, e incluso el varamiento de algunas especies es un evento conocido y habitual (p. ej., varamientos de *Pontoporia blainvillei*; Cremer et al. 2022), la información no está publicada, es fragmentaria, sesgada a varamientos simples (es decir, varamiento de un ejemplar; p. ej., Degrati et al. 2011) o reúne información especie-específica (p. ej., Giardino et al. 2022), con poca integración y desiguales en cuanto al esfuerzo del muestreo y a las restricciones temporales.

El objetivo general del presente estudio es presentar una síntesis de más de una década de monitoréos sistemáticos de varamientos de mamíferos marinos realizados en playas arenosas de carácter continuo en el sector norte de la costa atlántica de la provincia de Buenos Aires (**Fig**. 1). Los objetivos particulares son: (i) caracterizar la diversidad de mamíferos marinos varados en el área de estudio; (ii) analizar la frecuencia de ocurrencia y abundancia de las especies halladas; y (iii) analizar las variaciones temporales inter e intra-anuales de los varamientos registrados.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio y metodología general del trabajo

La costa atlántica de la provincia de Buenos Aires presenta una gran diversidad de playas a lo largo de sus 600 km, con barrancas configuradas por la abrasión marina o costas de acantilados y la desembocadura de diferentes cuerpos de agua que conforman un paisaje discontinuo. Sin embargo, en el tramo entre Punta Rasa y la laguna costera de Mar Chiquita predominan las playas arenosas, con un ancho variable de 50 a 150 m (Bértola et al. 2002; Juárez & Mantobani 2006) y variaciones granulométricas que permiten identificar dos sectores de playa, distal y frontal, adyacentes a un cordón de médanos (Spalleti & Mazzoni 1979), lo que permite una circulación ininterrumpida con vehículos 4 x 4 (véase **Fig**. 1). Particularmente, en este estudio se relevó un total de 63 km entre la localidad de Villa Gesell y la Reserva Natural Municipal Faro Querandí, ambas pertenecientes al Partido de Villa Gesell.

Los monitoreos sistemáticos (MS) se realizaron cada 15 días con un vehículo 4 x 4 a una velocidad de 30 km/h, desde 2010 y continúan en el presente. En este estudio se incorporaron MS hasta 2022, que cubren una escala temporal de 13 años de trabajo de campo. Debido a diferentes factores (p. ej., pandemia de COVID-19, falta de fondos), ciertos períodos fueron discontinuados.

En la última etapa, y desde 2018, se incorporaron reportes de terceros (RT), que constituyen registros de varamientos informados por otros (p. ej., servicio de seguridad en playa, Guardaparques de la Reserva Natural Municipal Faro Querandí, usuarios costeros), y que no se contemplaron en el esfuerzo que se realiza en los MS.

Información colectada de cada varamiento

De cada varamiento se obtuvo: la fecha, la ubicación geográfica determinada por GPS, la identificación específica o al menor nivel taxonómico posible, el sexo, la longitud total (LT) y un registro fotográfico (**Fig**. 2). La LT fue utilizada para definir las clases etarias de las especies principales, siguiendo la literatura de referencia (Borella et al. 2014; Denuncio et al. 2018; Panebianco et al. 2012, 2016). Los ejemplares se clasificaron según su estado de descomposición en las cinco categorías propuestas por Geraci & Lounsbury (2005): 1) vivo; 2) muerte reciente; 3) descomposición leve (con órganos internos intactos); 4) descomposición avanzada (carcasa intacta, pero órganos no reconocibles), y 5) momificado o solo restos óseos presentes. Los ejemplares vivos eran en su totalidad pinnípedos, por lo que no fueron considerados varamientos y fueron descartados del análisis. Los ejemplares en estado de descomposición 2 y 3 fueron examinados externamente en búsqueda de señales que aproximen a la causa de muerte. Las categorías establecidas fueron tomadas y adaptadas de Geraci & Lounsbury (2005) y Giardino et al. (2022) en: 1) enredo (presencia de restos de artes de pesca u otros residuos marinos); 2) heridas superficiales (laceraciones leves y hematomas); 3) heridas profundas (cortes, mordidas y amputaciones); 4) condición corporal externa desfavorable (signos de emaciación o desnutrición), y 5) sin evidencias externas.

Todos los registros se rotularon con códigos alfanuméricos (p. ej., ANG22001, correspondiente al ejemplar 001 del año 2022 por parte de la ANG por Asociación Naturalista Geselina). Luego de la obtención de datos, el animal registrado fue removido del lugar o marcado para evitar su reconteo en los monitoreos sucesivos y la consecuente sobreestimación de los registros obtenidos.

Análisis de datos

Para caracterizar la diversidad de mamíferos marinos varados durante el período 2010-2022 se contemplaron todos los datos provenientes tanto de los MS como de los RT. Por su parte, utilizando la información de los MS como "unidad de muestreo", se analizó la frecuencia de ocurrencia (FO: presencia de una especie varada en un MS respecto del total de los MS realizados) y la abundancia numérica (AN: número total de ejemplares varados de una especie respecto del total de ejemplares varados) en términos porcentuales (%). Se calculó también el esfuerzo de detección de un ejemplar varado por kilómetro recorrido (E/km) para cada año monitoreado y las especies más abundantes.

Mediante modelos lineales generalizados (MLG), se evaluó el posible efecto de la variabilidad temporal, considerando dos escalas de tiempo: inter-anual (es decir, los años de MS) e intra-anual (es decir, las estaciones del año) sobre el número de varamientos (i) totales (independientemente de la especie), (ii) de especies abundantes y (iii) clasificados según los ambientes que las especies habitan. Los ambientes fueron definidos *a priori* en nerítico, nerítico-oceánico y oceánico, siguiendo la clasificación de los tipos de ambientes para las especies de la Lista Roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza

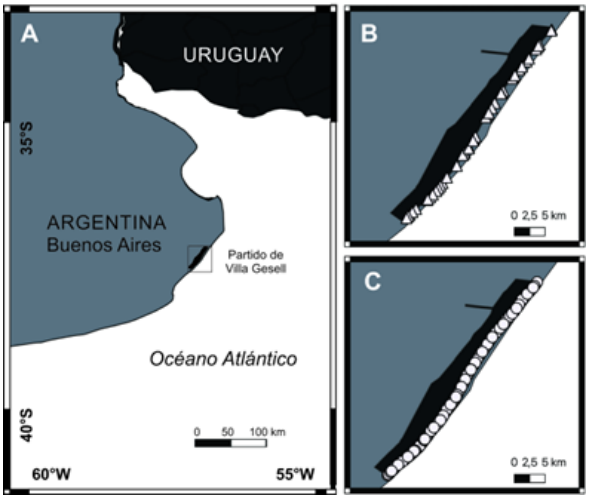

Fig. 1. Región marino-costera de la Plataforma Continental Argentina Norte. Se indica el área de estudio en el Partido de Villa Gesell (A) y las posiciones geográficas de los varamientos registrados según los RT en el período 2018-2022 (B) y los monitoreos sistemáticos (MS) en el período 2010-2022 (C).

(www.redlist.org). Dada la naturaleza de los datos de cada una de las variables respuestas, se utilizó una distribución Binomial Negativa con función de enlace *log* (Zar 1984; Crawley 2005). Se adoptó el método de modelado de multi-hipótesis, que permite evaluar la importancia de varias hipótesis de trabajo (Franklin et al. 2001; Johnson & Omland 2004). Los factores que afectan el número de varamientos pueden deberse a múltiples hipótesis propuestas. Para cada hipótesis o modelo ajustado se calculó el Criterio de Información de Akaike (AIC) y el peso de AIC (w). El AIC es una herramienta estadística de identificación y selección de modelos, y representa la cantidad de información perdida cuando se ajusta un modelo determinado (Franklin et al. 2001; Johnson & Omland 2004). El modelo con menor AIC es el que explica mejor los datos observados. Se consideró igualmente competitivos a aquellos modelos cuyo $\triangle$-AIC <2 (Burnham & Anderson 2002). Se utilizó el paquete DHARMa (Hartig 2022) para realizar un diagnóstico de los modelos seleccionados. Estos análisis se realizaron con el *software* R Core Team 4.0.0 (2020).

Se presentan como valores promedios ± 2 errores estándar (ES), a menos que se indique lo contrario. El nivel de significancia se fijó en $\alpha = 0,05$.

RESULTADOS

Diversidad de mamíferos marinos

Durante el período de estudio (2010-2022) se registraron 470 mamíferos marinos varados muertos en la costa del Partido de Villa Gesell. De estos, un elevado porcentaje (89,79 %; $n = 422$) fue identificado al menor nivel taxonómico, lo que corresponde a 15 especies: cuatro pinnípedos (todos otáridos) y 11 cetáceos (ocho odontocetos y tres misticetos) (**Tabla** 1).

El mayor número de los ejemplares identificados (81,49 %) perteneció a tres especies: *Arctocephalus australis* (38,30 %), *Pontoporia blainvillei* (33,62 %) y *Otaria flavescens* (9,57 %). En mucha menor proporción se registraron *A. tropicalis* (2,34 %) y *Phocoena spinipinnis* (1,49 %), mientras que las especies restantes no superan el 1 % del total de mamíferos marinos varados (véase **Tabla** 1).

La mayor parte de las especies de mamíferos marinos varados (11 especies) fue clasificada como perteneciente al ambiente nerítico-oceánico. Por otra parte, de las cuatro especies restantes, dos fueron categorizadas como pertenecientes al ambiente oceánico (*Ziphius cavirostris* y *Globicephala melas*) y otras dos al ambiente nerítico (*P. blainvillei* y *P. spinipinnis*) (véase **Tabla** 1).

Sobre la totalidad de ejemplares, 404 individuos fueron registrados durante los MS (85,96 %). Se realizaron 106 MS y un total de 6.678 km recorridos. En el 98,11 % de los MS se registró al menos un mamífero marino muerto varado, con un máximo de 23 ejemplares muertos hallados en un día. Sesenta y seis ejemplares (14,04 % del total) se registraron a partir de los RT.

En ambos casos, los varamientos registrados se distribuyeron de forma homogénea en toda el área de estudio (véase **Fig**. 1). La descripción de los varamientos año a año está disponible en el material suplementario (Tabla S1).

El estado de descomposición se determinó en el 79,27 % de los ejemplares, los cuales, en su mayoría,

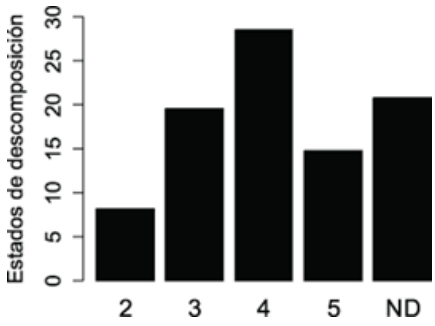

Fig. 2. Distribución porcentual de los estados de descomposición clasificados según Geraci & Lounsbury (2005) de los varamientos de mamíferos marinos registrados en el Partido de Villa Gesell durante el período 2010-2022: 2) muerte reciente; 3) descomposición leve (con órganos internos intactos); 4) descomposición avanzada (carcasa intacta pero órganos no reconocibles); 5) momificado o solo restos óseos presentes, y ND) no determinado.

presentaron estados de descomposición avanzada (Estado 4: 28,51 %), seguido una descomposición leve (Estado 3: 19,58 %), momificado (Estado 5: 14,82 %) y, por último, los ejemplares más frescos o de muerte reciente (Estado 2: 8,17 %) (**Fig**. 2). Los restantes ejemplares o se encontraron vivos o no fueron clasificados.

En relación al sexo y las clases etarias, para las tres especies más abundantes se registró una proporción de sexos desviada hacia machos, macho:hembra o M:H = 1,68:1,00, con un 30,66 % M, 18,16 % H y un 51,17 % de ejemplares cuyo sexo no ha sido posible determinar. *Arctocephalus australis* y *P. blainvillei* mostraron proporciones cercanas al 1 a 1 en la relación M:H (M:H = 1,29:1,00 y M:H = 1,27:1,00, respectivamente) (**Tabla** 2). Por su parte, los *O. flavescens* sexados en un su totalidad correspondieron a machos. A su vez, la clase etaria dominante en los pinnípedos fue juveniles para *A. australis* (47,06 %) y adultos para *O. flavescens* (53,33 %), mientras que para *P. blainvillei* resultaron dominantes los adultos y las crías en proporciones similares (42,50 % y 41,25 %, respectivamente) (**Tabla** 2).

En relación con la examinación externa se observó que los ejemplares varados mostraron heridas superficiales y profundas en porcentajes similares (27,34 y 32,81 %), seguido de aquellos que no mostraron evidencias externas (25,00 %) y aquellos con una condición corporal desfavorable (14,94 %). No se observaron ejemplares enredados (**Fig**. 3A). Particularmente, para las tres especies de mayor abundancia los resultados fueron disímiles. Mientras que en *A. australis* se observaron principalmente ejemplares con heridas profundas (**Fig**. 3B, 55,73 %) en *P. blainvillei* dominaron las heridas superficiales (**Fig**. 3C, 71,42 %). Por su parte, la mayoría de los ejemplares de *O. flavescens* no mostraron evidencias externas (**Fig**. 3D, 66,66 %).

Tasa de encuentro de mamíferos marinos varados

Durante el período de estudio se estimó una tasa de encuentro promedio de 0,06 ± 0,03 E/km, la cual fue máxima en 2015 (0,13 E/km) y mínima en 2022 (0,04 E/km) (véase Tabla S1). Para aquellas especies que presentaron mayor abundancia en el ensamble de mamíferos varados (véase **Tabla** 1) se registró una tasa de encuentro de 0,03 ± 0,05 E/km para *Arctocephalus australis*, de 0,02 ± 0,03 E/km para *Pontoporia blainvillei* y de 0,01 ± 0,01 E/km para *Otaria flavescens*. La tasa máxima de varamientos de *A. australis* se observó en el invierno de 2015 (0,35 E/km), mientras que la tasa para *P. blainvillei* y *O flavescens* fue máxima en el verano de 2014 (0,28 E/km y 0,06 E/km, respectivamente).

Análisis de los monitoreos sistemáticos

Los cálculos de abundancia numérica (AN) y frecuencia de ocurrencia (FO) de los MS muestran que, al igual que en el análisis general, *A. australis* fue la especie más abundante y frecuente (AN: 49,86 %; FO: 47,17 %), seguida de *P. blainvillei* (AN: 30,68 %; FO: 41,51 %) y *O. flavescens* (AN: 12,60 %; FO: 29,25 %).

Las especies del ambiente nerítico-oceánico fueron las más abundantes y frecuentes (AN: 63,01 %; FO: 43,62 %), dominadas por *A. australis* y *O. flavescens*. Las especies pertenecientes al ambiente nerítico le siguen en abundancia y frecuencia (AN: 31,51 %; FO: 19,10 %), principalmente *P. blainvillei*, mientras que los índices para las especies oceánicas fueron inferiores al 1 % (AN: 0,54 %; FO: 0,03 %).

Tabla 1

Listado de mamíferos marinos registrados. Abundancia numérica total (considerando los monitoreos sistemáticos [MS] y los reportes de terceros [RT]) en porcentaje y estado de conservación global (según la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza [UICN]) y nacional (según la Categorización de los Mamíferos de Argentina de la Sociedad Argentina para el Estudio de los Mamíferos CMA-SAREM 2019).

	Total %	**UICN**	**CMA-SAREM**	**Ambiente**
PINNIPEDOS				
Actocephalus australis	38,30	LC	LC	NO
Otaria flavescens	9,57	LC	LC	NO
Arctocephalus tropicalis	2,34	LC	LC	NO
Arctocephalus gazella	0,85	LC	LC	NO
Pinnípedos no identificados	9,36			
CETÁCEOS				
Pontoporia blainvillei	33,62	VU	VU	N
Phocoena spinipinnis	1,49	NT	DD	N
Megaptera novaeangliae	0,64	LC	LC	NO
Phocoena dioptrica	0,64	LC	LC	NO
Eubalaena australis	0,43	LC	LC	NO
Delphinus delphis	0,43	LC	LC	NO
Pseudorca crassidens	0,43	NT	DD	NO
Orcinus orca	0,43	DD	LC	NO
Balaenoptera physalus	0,21	VU	EN	NO
Globicephala melas	0,21	LC	LC	O
Ziphius cavirostris	0,21	LC	DD	O
Misticetos no identificados	0,85			

LC (*Least Concern*): preocupación menor; VU (*Vulnerable*): Vulnerable; EN (*Endangered*): en peligro; NT (*Least Concern*): LC (casi amenazada; DD (*Data Deficient*): datos insuficientes. Ambiente que habitan según la web de la lista roja de la UICN (www.redlist.org):NO: nerítico-oceánico; N: nerítico; O: oceánico.

Tabla 2

Representación porcentual de sexos y clases etarias para *Arctocephalus australis*, *Pontoporia blainvillei* y *Otaria flavescens* varados en el Partido de Villa Gesell (Argentina) en el período 2018-2022.

	Arctocephalus australis	*Pontoporia blainvillei*	*Otaria flavescens*
Sexo			
Machos	33,02	17,50	63,27
Hembras	25,58	13,75	0,00
Indeterminados*	41,40	68,75	36,73
Clase etaria			
Crias	18,95	41,25	0,00
Juveniles	47,06	16,25	20,00
Subadultos	14,38	0,00	26,67
Adultos	19,61	42,50	53,33

*Los ejemplares indeterminados no pudieron ser sexados debido al elevado grado de descomposición o a la depredación de la zona genital. Las categorías y rangos de longitud total de las clases etarias para los pinnípedos se establecieron siguiendo a Borella et al. (2014), mientras que las categorías y rangos para *P. blainvillei* se establecieron según Panebianco et al. (2012), Panebianco et al. (2016) y Denuncio et al. (2018).

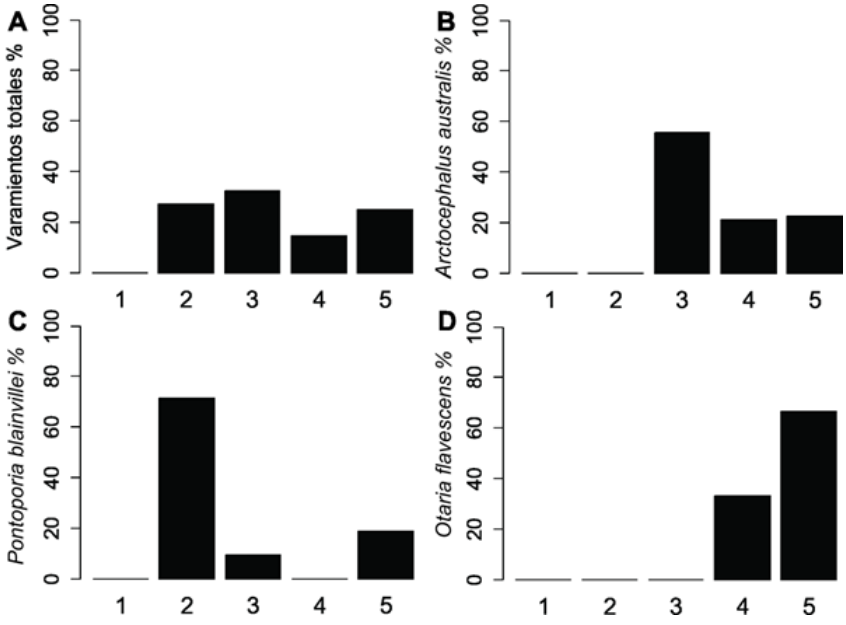

Fig. 3. Distribución porcentual de los varamientos de mamíferos marinos registrados en el Partido de Villa Gesell (Argentina) durante el período 2010-2022, según los resultados porcentuales obtenidos de la examinación externa: 1) enredo (presencia de restos de artes de pesca u otros residuos marinos); 2) heridas superficiales (laceraciones leves y hematomas); 3) heridas profundas (cortes, mordidas y amputaciones); 4) condición corporal externa desfavorable (signos de emaciación o desnutrición); 5) sin evidencias externas.

Los modelos lineales generalizados (MLG) mostraron variaciones intra-anuales significativas en el número de mamíferos marinos varados, sin que se observen diferencias inter-anuales (véase **Tabla** 2). Para el modelo de menor AIC, la mayor cantidad de varamientos totales se observaron en invierno y primavera (**Tabla** 3 y **Fig**. 3A). Los varamientos de *A. australis* y *P. blainvillei* fueron también explicados por las estaciones del año, con varamientos máximos en invierno y verano para estos pinnípedos y cetáceos, respectivamente (véanse **Tabla** 3 y **Fig**. 3B y **Fig**. 3C). Por su parte, los MLG para *O. flavescens* mostraron un leve efecto intra-anual de los varamientos (**Fig**. 3D), aunque, según el ranking AIC, también es posible que ninguna de las variables propuestas explique los varamientos de esta especie en el área de estudio (modelo nulo, △-AIC <2; véase **Tabla** 3).

Los MLG para los grupos geográficos nerítico y nerítico-oceánico mostraron también un efecto significativo intra-anual en el número de ejemplares varados, el cual fue mayor en verano y en otoño/invierno, respectivamente (véase **Tabla** 3). Por su reducida representatividad en los datos, el grupo geográfico de especies oceánicas no fue modelado.

DISCUSIÓN

El monitoreo de especies silvestres, como los mamíferos marinos, es una necesidad creciente en el contexto de la conservación biológica (Mace & Baillie 2007; Sergio et al. 2008; Peltier et al. 2012) y, en particular, ha cobrado mayor relevancia en tiempos modernos para evaluar el riesgo zoonótico en las comunidades costeras (Buttke & Decker 2014). Comprender el patrón de varamientos de mamíferos marinos constituye una valiosa herramienta y una forma efectiva para obtener información de especies endémicas en diferentes partes del mundo (Leeney et al. 2008; Foord et al. 2019). En este sentido, este estudio aporta los primeros datos sobre las tendencias a largo plazo de varamientos de varias especies de mamíferos marinos que utilizan la región marino-costera de la Plataforma Continental Argentina Norte. Los datos que derivan del registro de estos eventos pueden ser útiles para documentar la presencia de diferentes especies en un área determinada (Peltier et al. 2012), e incluso ofrecen la oportunidad de obtener información de animales vivos o muertos, y generar una percepción importante de la presencia, diversidad y posibles causas de mortalidad local de las especies (Geraci & Lounsbury 2005; Moura et al. 2016; De

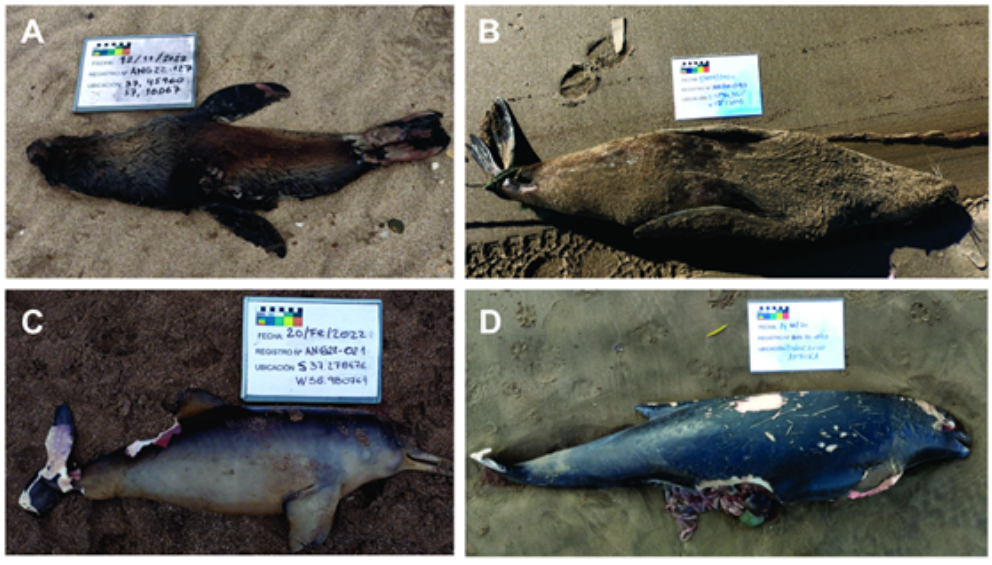

Fig. 4. Registros fotográficos de mamíferos marinos varados en las playas del Partido de Villa Gesell (Argentina) en diferentes monitoreos sistemáticos durante el período 2010-2022. Las figuras indican cuatro especies diferentes: (A) *Arctocephalus australis*, (B) *Otaria flavescens*, (C) *Pontoporia blainvillei* y (D) *Phocoena spinipinnis*.

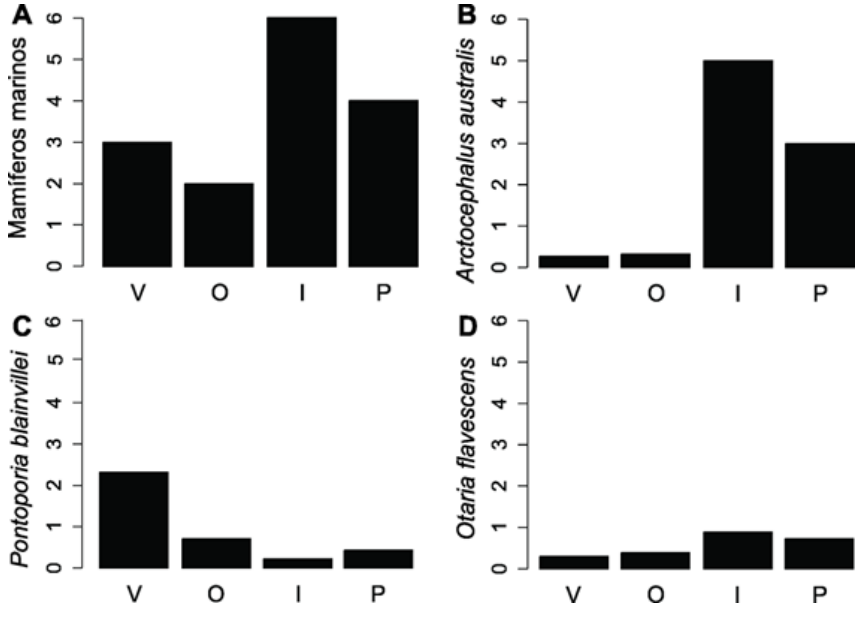

Fig. 5. Número de ejemplares varados en función de la estación del año estimada por modelos lineales generalizados (MLG) con distribución binomial negativa (Enlace: log) para los varamientos totales (A) y las especies de mayor abundancia y frecuencia registradas: (B) *Arctocephalus australis*, (C) *Pontoporia blainvillei* y (D) *Otaria flavescens*. V: verano; O: otoño; I: invierno; P: primavera.

Weerdt et al. 2021; Wund et al. 2023). Además, conocer las tasas de varamientos específicas permite inferir cambios en el tamaño poblacional (Coombs et al. 2019; Norman et al. 2004). Estos registros pueden

Tabla 3

Modelos lineales generalizados seleccionados para el número de mamíferos marinos varados en el Partido de Villa Gesell (Argentina) y relevados mediante MS.

Especie/categoría	Intercepto (invierno)	Coeficientes	AIC	w
Varamientos totales	1,76 (0,19)*	−1,45 (0,29) Otoño* − 0,49 (0,28) Primavera* − 0,71 (0,25) Verano*	538,58	0,84
Arctocephalus australis	1,59 (0,22)*	−2,69 (0,41) Otoño* − 0,67 (0,34) Primavera* − 2,82 (0,37) Verano*	340,01	0,34
Pontoporia blainvillei	−1,4271 (0,49)*	1,08 (063) Otoño* + 0,59 (0,67) Primavera + 2,27 (0,57) Verano*	275,71	0,99
Otaria flavescens	−0,11 (0,33)	−0,80 (0,54) Otoño − 0,19 (0,49) Invierno − 1,09 (0,51) Verano*	178,20	0,51
	−0,16 (0,17)*		178,60	0,43
Nerítico	−1,43 (0,49)*	1,19 (0,63) Otoño + 0,69 (0,66) Primavera + 2,27 (0,57) Verano*	283,58	1,00
Nerítico-oceánico	1,83 (0,18)*	1,83 (0,19) Otoño* − 0,65 (0,27) Primavera* − 2,22 (0,28) Verano*	408,01	0,86

AIC: criterio de información de Akaike. w: peso de AIC. Entre paréntesis se señala el desvío estándar. En el caso de *Otaria flavescens* fueron expresados dos modelos igualmente competitivos, debido a que el AIC entre ellos es <2 (criterio de Burnham & Anderson 2002).
Con * se indica un nivel de significancia <0,05.

también proveer información relevante de especies raras y/o amenazadas (Aragones & Morado 2023).

Asimismo, dependiendo de su estado de descomposición, las carcasas de mamíferos marinos (entre otra megafauna) halladas en playa aportan material para estudios científicos en un sinnúmero de disciplinas, como anatomía, genética de poblaciones, uso de hábitat, enfermedades, parasitología, ecotoxicología, contaminación por actividades humanas y ecología trófica, entre otras; este tipo de muestras son de difícil acceso cuando se trata de especies de vida acuática y, en especial, sobre aquellas especies poco frecuentes o raras (Perrin & Geraci 2009; Vianna et al. 2016). Los restos de animales marinos pueden, además, servir como recursos educativos (Mills et al. 2022) y en algunos casos pueden pasar a formar parte de colecciones biológicas en museos o centros afines, los cuales, a su vez, ofician de material de referencia para estudios científicos (Solazzo et al. 2017; Jackson & Larkin 2018, entre otros).

Sostener en el tiempo monitoreos sistemáticos de mamíferos marinos (entre otra megafauna) varados permite la construcción de una base datos, que es clave para entender estos eventos, así como también los cambios ambientales a largo plazo. Según Peltier et al. (2012), la eficacia de un plan de monitoreo está basada en tres componentes básicos: relevancia ecológica, credibilidad estadística y costo. Los registros de varamientos de mamíferos marinos sostenidos en el tiempo son realmente escasos en el mundo (Aragones & Morado 2023; Wund et al. 2023) y en el hemisferio sur se encuentran geográficamente sesgados al Pacífico Sur (De Weerdt et al. 2021; Alvarado-Rybak et al. 2020; Ortiz-Alvarez et al. 2022, entre otros) y Oceanía (Lloyd & Ross 2015; Meynecke & Meager 2016; Foord et al. 2019, entre otros), mientras que en el cono sur de Sudamérica la mayoría de los estudios se realizaron en territorio brasileño (Moura et al. 2016; Vianna et al. 2016; Milmann et al. 2023, entre otros). En Argentina, la mayor parte de la información publicada está representada por varamientos simples (es decir, un ejemplar), donde la relevancia se debe a la baja frecuencia de ocurrencia y/o rareza de la especie (p. ej., *Mesoplodon hectori*, Cappozzo et al. 2005; *Balaenoptera physalus*, San Martín et al. 2021), varamientos simples de especies que motivaron la revisión de los varamientos en Argentina (p. ej., *Physeter macrocephalus*, Degrati et al. 2011), y/o el incremento inusual de varamientos de una especie, lo que motivó su revisión y análisis (p. ej., *Megaptera novaeangliae*, Giardino et al. 2022). Incluso, existe información sobre varamientos de mamíferos marinos que ha sido aportada por estudios que tenían otros propósitos. Por ejemplo, un reciente estudio de la composición dietaria de *Orcinus orca* varada en la región bonaerense incluyó la descripción de dos varamientos múltiples (es decir, $\geq$ 2 ejemplares) ocurridos en la costa bonaerense en 2018 y 2019 (Padula et al. 2022).

Todos los ejemplos mencionados en el párrafo anterior constituyen varamientos de oportunidad, denominados aquí como RT. En lo que respecta a los registros de organismos marinos varados obtenidos a partir de programas de monitoreo sistemáticos de playa (p. ej., Ortiz-Alvarez et al. 2022), la información es aún menor en la región del cono sur de Sudamérica, en particular a lo largo de las costas del Atlántico Sudoccidental, a excepción de Brasil. El único y más cercano precedente se corresponde con la reciente publicación sobre los varamientos históricos de *P. blainvillei* en todo su rango de distribución en el Atlántico Sudoccidental (Cremer et al. 2022),

aunque ese estudio trata una y no un ensamble de especies, como el abordaje presentado en nuestro estudio.

En el presente estudio, todos los análisis realizados demostraron que, aunque se trate de un grupo diverso (15 especies), el ensamble de mamíferos marinos varados en el área de estudio presentó una contribución relevante de tan solo tres especies: *A. australis*, *P. blainvillei* y *O. flavescens*. Algunos autores sugieren que la probabilidad del varamiento depende de la distancia a la costa donde ocurre la muerte del individuo (Hart et al. 2006; Cook et al. 2021). Las 15 especies identificadas en este estudio han sido reconocidas para la región (Bastida et al. 2022; CMA-SAREM 2019) y las tres más abundantes representan especies residentes con poblaciones o asentamientos en la región costero-marina bonaerense o en la provincia templado-cálida del oeste del Océano Atlántico (Bastida et al. 2022; Spalding et al. 2007).

Arctocephalus australis resultó ser la especie más abundante y frecuente entre los mamíferos marinos varados en las playas del área de estudio. También es la especie que presentó la mayor tasa de encuentro por kilómetro recorrido. Es el mamífero marino de mayor abundancia de Sudamérica, con un tamaño poblacional global que supera los 230.000 ejemplares (Crespo et al. 2015; Milano et al. 2020a) y cerca de 45.000 ejemplares habitan solo en islas uruguayas (Franco-Trecu et al. 2019). Los movimientos registrados a partir de animales instrumentados en Isla de Lobos, Uruguay (Mandiola 2015) permiten inferir que gran parte de los ejemplares vivos y muertos observados en la costa de la Provincia de Buenos Aires provienen mayormente de islas uruguayas. En menor número existen también asentamientos al sur del área de estudio, entre los cuales, y debido a la proximidad a esta, podemos destacar la Restinga de Punta Mogotes (38°06'S, 57°30'O, Dassis et al. 2012) y un asentamiento más reciente en el extremo de la escollera sur del Puerto Quequén (38°36'19"S, 58°43'59O), que se estima que superaría los 1.000 individuos (BECMM, datos sin publicar).

De acuerdo a nuestros resultados, *P. blainvillei* redundó en la segunda especie en el ranking de ejemplares varados, tanto en abundancia, frecuencia de ocurrencia y en tasa de encuentro por kilómetro recorrido. La franciscana es el cetáceo más asociado a la costa, con una presencia desde la zona *surf* (i.e., rompiente) hasta los 50 m de profundidad, aunque su abundancia disminuye notablemente luego de la isobata de 30 m (Bastida et al. 2022; Crespo et al. 2023). Es una especie con un tamaño poblacional estimado en 20.000 ejemplares, aunque se sospecha que este valor podría ser mayor (Crespo et al. 2023).

Otaria flavescens resultó ser la tercera especie en abundancia, frecuencia de varamientos y tasa de encuentro por kilómetro recorrido. Se trata también de uno de los mamíferos marinos más abundantes de la región (Milano et al. 2020b), con asentamientos en ambas márgenes del Río de la Plata (Bastida et al. 2022), y un uso común del estuario y su zona de influencia (Rodríguez et al. 2006). Mientras que en Uruguay se estima una población de 9.000 animales (Franco-Trecu et al. 2015), en la Argentina existen dos grandes asentamientos próximos al área de estudio (ca. 100 km) que, en conjunto, superan los 4.000 ejemplares (Giardino et al. 2017).

Por su baja frecuencia de ocurrencia, las especies restantes no se han podido analizar en profundidad, y es posible que la mayor parte corresponda a varamientos aislados de ejemplares residentes y costeros, como *Phocoena spinipinnis*, y no residentes y de hábitos neritico-oceánicos, como *A. gazella*. En ambos casos se trata de especies escasamente estudiadas en la región, cuyos parámetros de historias de vida son desconocidos regionalmente (CMA-SAREM 2019).

Tomando como referencia la última evaluación nacional del estado de conservación de los mamíferos de Argentina (CMA-SAREM 2019), 10 de las 15 especies identificadas en este estudio están clasificadas como de "preocupación menor" (LC, por su sigla en inglés), mientras que las restantes especies se encuentran "con datos insuficientes, DD" (tres especies) o bajo algún grado de amenaza (dos especies). Respecto de estas últimas, *P. blainvillei* –la segunda mayor tasa de varamiento en este estudio– está clasificada como "vulnerable, VU" y *Balaenoptera physalus* "en peligro, EN" (véase **Tabla** 1). *A. australis* y *O. flavescens*, las dos especies de pinnípedos que, en conjunto, representan el 47,97 % de los ejemplares varados, son especies de "preocupación menor, LC".

Un varamiento puede ocurrir por diferentes razones, tanto naturales como antropogénicas, entre las que se incluyen enfermedades (p. ej., parásitos, virus, bacterias), edad avanzada, estrés causado por agotamiento físico, desnutrición, heridas causadas por colisiones, enredos y potenciales impactos fisiológicos y comportamentales que derivan de la contaminación de origen antrópico (p. ej., química, sonora) (Reynolds et al. 2009). De todas ellas, la interacción con la pesca es la mayor amenaza en la megafauna marina a nivel global (Puig-Lozano et al. 2020) y a nivel nacional (Crespo et al. 2007; Rodríguez et al. 2023); sin embargo, por lo general, los ejemplares no son hallados en buen estado de preservación durante

los MS (la mayor parte de los varamientos registrados presentaron descomposición avanzada; véase **Fig**. 2), por lo tanto, la determinación de la causa de muerte es extremadamente difícil de definir.

Aunque la causa de muerte no haya sido un objetivo central de este estudio, la examinación externa de los ejemplares permitió identificar heridas superficiales, profundas, y ejemplares con una condición corporal desfavorable, como posibles indicadores de causa de muerte. A su vez, el claro y significativo patrón estacional de los varamientos (variable intra-anual) en las dos especies más abundantes permite entender y servir como un *proxy* a las potenciales causas de muerte. En el caso de *A. australis*, los picos de varamientos ocurren en un período de dispersión posreproductiva de la especie; y es posible que la mortalidad se deba a un proceso natural, en la cual un número considerable de ejemplares no sobrevive luego de adquirir la independencia trófica (Bastida et al. 2022). Una gran proporción de ejemplares juveniles con una condición corporal desfavorable soportan esta hipótesis. Asimismo, *A. australis* tiene una baja interacción con la industria pesquera (Rodríguez et al. 2023), y los elementos de origen antrópico ingeridos por la especie distan de ser de uso pesquero (Denuncio et al. 2017).

El caso de *P. blainvillei* fue diferente. Si bien no siempre es evidente, la mayor parte de los ejemplares varados presentaron heridas superficiales compatibles con enredo y muerte en redes de pesca artesanal, y los picos de varamientos registrados en este estudio se corresponden con los meses de mayor actividad de la pesca de pequeña escala del Este costero bonaerense (Denuncio et al. 2019). En la Argentina mueren al menos 500 ejemplares al año debido a la mortalidad incidental en redes de pesca (Negri et al. 2012), por lo que esta es la principal amenaza de la especie tanto en el país (Denuncio et al. 2019) como a lo largo de toda su distribución en el Atlántico Sudoccidental (Secchi et al. 2021). Además, en el área de estudio monitoreada se concentra el mayor número de ejemplares muertos por redes de pesca de Argentina (Denuncio et al. 2019).

La causa de muerte en *O. flavescens* no es clara. Aunque es conocida la interacción de la especie con la pesca costera (Rodríguez et al. 2023), los ejemplares varados, en su mayoría, no mostraron evidencias de causa de muerte. Además, pese a la proximidad entre el área de estudio y los asentamientos de la especie en territorio bonaerense, el número de ejemplares muertos varados se posiciona un tercio debajo de las otras dos especies descritas.

Entre las demás especies de mamíferos marinos registradas en los varamientos aquí presentados, es posible destacar que el varamiento de *P. spinnipinis* esté posiblemente vinculado a las mismas causas que *P. blainvillei*, ya que se trata de una especie costera con antecedentes de interacción con la pesca artesanal (Dellabianca et al. 2019).

Este estudio representa la primera síntesis de varamientos de mamíferos marinos en el sector norte de la provincia de Buenos Aires (Argentina), que incorpora datos de RT y de MS de playa. Aquí se presenta información importante sobre las especies más frecuentes y abundantes, la diversidad de mamíferos marinos en la región, y la temporalidad tanto inter como intra-anual de estos. La temporalidad observada a partir de una extensa base de datos permite predecir los picos de varamientos de ciertas especies. Esta información es relevante para las autoridades, los organismos de aplicación y equipos de investigación, ya que permite elaborar estrategias de respuesta más efectivas ante la aparición de ejemplares en playa. También constituye la primera línea de base de varamientos de mamíferos marinos en la región marino-costera de la Plataforma Continental Argentina Norte, con más de una década de información, algo extremadamente relevante en un contexto de incremento de actividades antropogénicas en el Mar Argentino, como la exploración y explotación de hidrocarburos.

AGRADECIMIENTOS

Este estudio forma parte de la tesis doctoral del Lic. A. Rosenthal. Agradecemos la participación de Guardaparques RNM Faro Querandi, cuerpo de guardavidas, guías turísticos, ciudadanos permanentes y visitantes, Dirección de Zoonosis y otras autoridades del Partido de Villa Gesell. Agradecemos al Dr. Diego Rodríguez, quien impulsó la escritura de este manuscrito. A los colaboradores que han sido parte de estos 13 años de monitoreos y que aún continúan siéndolo. M.V. Diego Albareda y Gabriela González Trilla, por promover el Desafío Impactar 112 y otros integrantes del entonces Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de la Nación, integrantes de los grupos de investigación "Biología, Ecología y Conservación de Mamíferos Marinos (BECMM)", "Vertebrados" del IIMYC (UNMDP-CONICET) y "Ecología Pesquera" de INIDEP. Durante estos años, este estudio fue apoyado por instituciones, como la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, el *Zoo* de Houston (Universidad de Davis), Agencia PICT 2455/15, PICT 385/2020; CONICET PIP1349/2020, Impactar Desafío 112 y CONICET PIBAA 0746/2021. Esta es una contribución INIDEP N° 2375.

LITERATURA CITADA

Abba, A. M. et al. 2022. Categorización de los mamíferos de Argentina 2019. Resumen y análisis de las amenazas. Mastozoología Neotropical. http://dx.doi.org/10.31687/saremMN.22.29.1.08.e0657

Alvarado-Rybak, M. et al. 2020. 50 Years of Cetacean Strandings Reveal a Concerning Rise in Chilean Patagonia. Scientific Reports 10:9511. https://doi.org/10.1038/s41598-020-66484-x1

Aragones, L. V. & A. N. L. Morado. 2023. Marine mammal strandings in the Philippines from 2019 to 2020 (Technical Report Series 4). The Philippine Marine Mammal Stranding Network.

Avila, I. C., K. Kaschner, & C. F. Dormann. 2018. Current global risks to marine mammals: taking stock of the threats. Biological Conservation 221:44-58. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2018.02.021

Barlow, J., M. Kabru, & B. G. Mitchell. 2008. Cetacean biomass, prey consumption, and primary production requirements in the California Current ecosystem. Marine Ecology Progress Series 371:285-295. http://dx.doi.org/10.3354/meps07695

Bastida, R., D. Rodriguez, E. Secchi, & V. Da Silva. 2007. Mamíferos Marinos Sudamericanos. Vázquez Mazzini. Buenos Aires, Argentina.

Bastida, R., D. Rodriguez, E. Secchi, & V. Da Silva. 2022. Mamíferos Acuáticos de Sudamérica y Antártida. Vázquez Mazzini. Buenos Aires, Argentina.

Bértola, R. B., I. I. Isla, L. C. Cortizo, & H. A. Turno Orellano. 2002. Modelo sedimentario de la barrera medanosa al norte de Villa Gesell (Provincia de Buenos Aires) – de aplicación hidrogeológica. Revista de la Asociación Argentina de Sedimentología 9:109-126. http://dx.doi.org/10.20502/rbg.v2i1.9

Bertola, R. D. 2016. Impactos sobre el ambiente físico de la costa bonaerense. La costa atlántica de Buenos Aires: naturaleza y patrimonio cultural. (J. Athor & C. E. Celsi). Fundación de Historia Natural Félix de Azara. Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina. http://dx.doi.org/10.30878/ces.v24n3a10

Borella, F., L. L'Heureux, D. Vales, & E. A. Crespo. 2014. Body size of Arctocephalus australis and its implications for osteometric studies in zooarchaeological remains from northern Patagonia, Argentina. (A. Izeta, ed.). 12da Conferencia Internacional de Arqueozoología. Córdoba, Argentina. http://dx.doi.org/10.1016/j.quaint.2015.07.038

Bossart, G. 2011. Marine mammals as sentinel species for oceans and human health. Veterinary Pathology 48:676-690. http://dx.doi.org/10.1177/0300985810388525

Bowen, W. D. 1997. Role of marine mammals in aquatic ecosystems. Marine Ecology Progress Series 158:267-274. http://dx.doi.org/10.3354/meps158267

Burnham, K. P., & D. R. Anderson. 2002. Model selection and multimodel inference. Springer. New York, USA.

Buttke, D. E. & D. J. Decker. 2014. The Role of One Health in Wildlife Conservation: A challenge and opportunity. Journal of Wild Diseases 51 (1): 1–8. https://doi.org/10.7589/2014-01-004

Cappozzo, H. L. et al. 2005. Biological data on two Hector's Beaked whales, *Mesoplodon hectori*, standed in Buenos Aires, province, Argentina. Latin American Journal of Aquatic Mammals 4:113-128. http://dx.doi.org/10.5597/lajam00076

Cassini, M. H. 2001. Behavioural responses of South American fur seals to approach by tourists - a brief report. Applied Animal Behaviour Science 71:341-346. http://dx.doi.org/10.1016/s0168-1591(00)00205-7

CMA-SAREM. 2019. Categorización 2019 de los mamíferos de Argentina según su riesgo de extinción. Lista Roja de los mamíferos de Argentina. http://cma.sarem.org.ar

Cook, M., J. L. Reneker, R. W. Nero, B. A. Stacy, D. S. Hanisko, Z. Wang. 2021. Use of drift studies to understand seasonal variability in sea turtle stranding patterns in Mississippi. Frontiers in Marine Science 8:447. http://dx.doi.org/10.3389/fmars.2021.659536

Coombs, E. J. et al. 2019. What can cetacean stranding records tell us? A study of UK and Irish cetacean diversity over the past 100 years. Marine Mammal Science 35:1527-1555. http://dx.doi.org/10.1111/mms.12610

Crawley, M. J. 2005. Statistics: an Introduction Using R. Wiley. Chichester, England.

Cremer, M. J. et al. 2022. Long-term patterns of franciscana strandings throughout its distribution. The Franciscana Dolphins: on the edge of survival (P. C. Simoes-Lopez, & M. Cremer). Academic Press.

Crespo, E. A. et al. 2015. Status, population trend and genetic structure of South American fur seals, *Arctocephalus australis*, in southwestern Atlantic waters. Marine Mammal Science 31:866-890. http://dx.doi.org/10.1111/mms.12199

Crespo, E. A., M. Arias, N. Sueyro, F. Grandi, & M. Coscarella. 2023. Abundance estimation of franciscana dolphins by means of aerial surveys in Buenos Aires Province, Argentina. Report to the International Whaling Commission SC/68D/CMP/17.

Crespo, E. A., S. L. Dans, M. Koen Alonso, & S. N. Pedraza. 2007. Interacciones entre mamíferos marinos y pesquerías. El Mar Argentino y sus Recursos Pesqueros. INIDEP 5:149-167.

Dassis, M., D. H. Rodriguez, E. N. Ieno, & R. W. Davis. 2012. Submerged swimming and resting metabolic rates in Southern sea lions. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 432:106-112. http://dx.doi.org/10.1016/j.jembe.2012.07.001

De Weerdt, J., E. A. Ramos, E. Poupard, M. Kochzius, & P. Clapham. 2021. Cetacean strandings along the Pacific and Caribbean coasts of Nicaragua from 2014 to 2021. Marine Biodiversity Records. https://doi.org/10.1186/s41200-021-00209-5

Degrati, P. et al. 2011. New record of a stranded sperm whale (*Physeter macrocephalus*) and a review of strandings along the continental Argentine coast. Mastozoología Neotropical 18:307-313.

Dellabianca, N. A, M. A. Mandiola, & P. E. Denuncio. 2019. *Phocoena spinipinnis*. Categorización 2019 de los mamíferos de Argentina según su riesgo de extinción. (SAyDS-SAREM, eds.). Lista Roja de los mamíferos de Argentina. http://cma.sarem.org.ar - http://dx.doi.org/10.31687/saremlr.19.201

Denuncio, P. et al. 2017. Marine debris ingestion by the South American Fur Seal from the Southwest Atlantic Ocean. Marine Pollution Bulletin 122:420-425. http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.07.013

Denuncio, P., M. N. Paso Viola, I. Cáceres-Saez, H. L. Cappozzo, R. Rodriguez, & M. A. Mandiola. 2019. *Pontoporia blainvillei*. Categorización 2019 de los mamíferos de Argentina según su riesgo de extinción. (SAyDS-SAREM, eds.). Lista Roja de los mamíferos de Argentina. http://doi.org/10.31687/SaremLR.19.181

Denuncio, P., M. F. Negri, R. Bastida, & D. H. Rodriguez. 2018. Age and growth of Franciscana dolphins in northern Argentina. Journal of the Marine Biological Association of United Kingdom 98:119-1203. https://doi.org/10.1017/S0025315417000765

Dudhat, S., A. Pande, A. Nair, I. Mondal, M. Srinivasan, & K. Sivakumar. 2022. Spatio-temporal analysis identifies marine mammal stranding hotspots along the Indian coastline. Nature Scientific Reports 12:4128. https://doi.org/10.1038/s41598-022-06156-0

Foord, C. S., K. M. C Rowe, & K. Robb. 2019. Cetacean biodiversity, spatial and temporal trends based on stranding records (1920-2016), Victoria, Australia. PLoS ONE 14:e0223712. http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0223712

Franco Trecu, V., M. Drago, C. Baladan, M. Garcia & E. A. Crespo. 2015. Postharvesting population dynamics of the South American sea lion (Otaria byronia) in the southwestern Atlantic Marine Mammal Science. https://doi.org/10.1111/mms.12197

Franco-Trecu, V., M. Drago, M. F. Grandi, A. Soutullo, E. A. Crespo, & P. Inchausti. 2019. Abundance and population trends of the South American Fur seal (*Arctocephalus australis*) in Uruguay. Aquatic Mammals 45:48-55. http://dx.doi.org/10.1578/am.45.1.2019.48

Franklin, A. B., T. M. Shenk, D. R. Anderson, K. P. Burnham. 2001. Statistical model selection: an alternative to null hypothesis testing. Modeling in Natural Resource Management: Development, Interpretation, and Application. (T. M. Shenk. & A. B. Franklin, eds.). Island Press. Washington, USA. http://dx.doi.org/10.2458/azu_jrm_v57i1_batabyal

Geraci, J. R., & V. J. Lounsbury. 2005. Marine mammals ashore: a field guide for strandings. A Texas A&M Sea Grant Publication.

Giardino, G., J. Bastida, M. A. Mandiola, R. Bastida, & D. Rodriguez. 2017. Estimated population size of two South American sea lion male haulouts from the northern coast of Argentina. Mammalia 81:197-202. http://dx.doi.org/10.1515/mammalia-2015-0147

Giardino, G. et al. 2022. Report of the high increasing Humpback whale (*Megaptera novaeangliae)* records in Northern Coast of Argentinean Sea: trends, seasonality and anthropogenic-derived mortality. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research. https://doi.org/10.1080/00288330.2022.2130365

Hart, K. M., P. Mooreside, & L. B. Crowder. 2006. Interpreting the spatio-temporal patterns of sea turtle strandings: going with the flow. Biological Conservation 129:283-290. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2005.10.047

Hartig, F. 2022. DHARMa: Residual Diagnostics for Hierarchical (Multi-Level / Mixed) Regression Models. http://florianhartig.github.io/DHARMa/

Isla, I. F. 2006. Introducción al manejo de barreras medanosas. Manual de Manejo Costero para la Provincia de Buenos Aires (F. I. Isla & C. Lasta). Editorial EUDEM, Mar del Plata.

Jackson, S., & N. R. Larkin. 2018. DHARMa: Driggs by the fin whale's museum ecosystem: the collection, conservation, and installation of a new museum icon. Journal of Natural Science Collections 6:87-98.

Johnson, J. B., & K. S. Omland. 2004. DHARMa: Model selection in ecology and evolution. Trends in Ecology and Evolution 19:101-108. http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2003.10.013

Juárez, V. & J. M. Mantobani. 2006. La costa bonaerense: un territorio particular. Manual de Manejo Costero para la Provincia de Buenos Aires (F. I. Isla & C. Lasta). Editorial EUDEM, Mar del Plata.

Leeney, R. et al. 2008. Spatio-temporal analysis of cetacean strandings and bycatch in a UK fisheries hotspot. Biodiversity and Conservation 17:2323-2338. http://dx.doi.org/10.1007/s10531-008-9377-5

Lewison, R. L., I. B. Crowder, A. Read, & S. Freeman. 2004. Understanding impacts of fisheries bycatch on marine megafauna. Trends in Ecology and Evolution 19:598-604. http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2004.09.004

Lloyd, H. B., & G. A. Ross. 2015. Long-term trends in cetacean incidents in New South Wales, Australia. Australian Zoologist. http://dx.doi.org/10.7882/AZ.2015.015

Lucas, A. J., R. A. Guerrero, H. W. Mianzan, E. M. Acha, & C. A. Lasta. 2005. Coastal oceanographic regimes of the Northern Argentine Continental Shelf (34-43°S). Estuarine, Coastal and Shelf Science 65:405-420. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecss.2005.06.015

Mace, G., & J. Baillie. 2007. The 2010 biodiversity indicators: challenges for science and policy. Conservation Biology 21:1406-1413. http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00830.x

Mandiola, M. A. 2015. Evaluación de la presencia de lobos marinos de dos pelos Sudamericanos (*Arctocephalus australis*) en aguas de la provincia de Buenos Aires. Tesis Doctoral. UNMdP, Mar del Plata, Argentina. http://dx.doi.org/10.5710/peapa.13.06.2021.345

Marcomini, S., & R. López. 1999. Alteración de la dinámica costera por efecto de la explotación de arena de playa, partidos de General Alvarado y Lobería, provincia de Buenos Aires. Revista de la Asociación Argentina de Sedimentología 6:1-18. http://dx.doi.org/10.20502/rbg.v7i2.79

Meynecke, J. O., & J. J. Meager. 2016. Understanding strandings: 25 years of humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) strandings in Queensland, Australia. Journal of Coastal Research 75:897-901. http://dx.doi.org/10.2112/si75-180.1

Milano, V. N., M. F. Grandi, A. C. M. Schiavini, & E. A. Crespo. 2020a. Recovery of South American fur seals from Fuegian Archipelago (Argentina). Marine Mammal Science 36:1022-1032. https://doi.org/10.1111/mms.12686

Milano, V. N., M. F. Grandi, A. C. M. Schiavini, & E. A. Crespo. 2020b. Sea lions (*Otaria flavescens*) from the end of the world: insights of a recovery. Polar Biology (2020) 43:695-706. https://doi.org/10.1007/s00300-020-02672-9

Mills, N. S., M. Semans, C. Flannery, S. Squire, R. Grimes, & J. Jacobsen. 2022. A tale of two whales: applying digital imaging and 3D printing to cetacean research and education. Frontiers in Ecology and the Environment 20:422-430. http://dx.doi.org/10.1002/fee.2508

Milmann, L. et al. 2023. Overview of Balaenoptera whales strandings in Southern Brazil from 1993 to 2018. Latin American Journal of Aquatic Mammals 18:186-195. https://doi.org/10.5597/lajam00315

Moura, J. F. et al. 2016. Stranding Events of Kogia Whales along the Brazilian Coast 11:e0146108. http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0146108

Negri, M. F., P. Denuncio, M. V. Panebianco, & H. L. Cappozzo. 2012. Bycatch of franciscana dolphins *Pontoporia blainvillei* and artisanal fisheries dynamic in the southernmost distribution of the species. Brazilian Journal of Oceanography 60:151-160. http://dx.doi.org/10.1590/s1679-87592012000200005

Nelms, S. E. et al. 2021. Marine mammal conservation: over the horizon. Endangered Species Research. Endangered Species Research 291-325. https://doi.org/10.3354/esr01115

Norman, S. A., C. E. Bowlby, M. S. Brancato, J. Calambokidis, D. Duffield, & P. J. Gearin. 2004. Cetacean strandings in Oregon and Washington between 1930 and 2002. Journal of Cetacean Research Management of Cetacean Research Management 6:87-99. http://dx.doi.org/10.47536/jcrm.v6i1.795

Ortiz-Alvarez, C., C. Guidino, C. Verhaegen, J. Alfaro-Shigueto, & J. C. Mangel. 2022. Lessons from 12 years of marine fauna stranding data in the south of Peru. Environmental Monitoring Assessment 194:142. https://doi.org/10.1007/s10661-022-097823

Padula, A. D. et al. 2022. First record of orca predation on franciscana dolphins (*Pontoporia blainvillei*) in Argentina. Latin American Journal of Aquatic Mammals 17:68-72. http://dx.doi.org/10.5597/lajam00283

Panebianco, M. V. et al. 2016. Reproductive biology of female franciscana dolphins (*Pontoporia blainvillei*) from Argentina. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 96:831-840. http://dx.doi.org/10.1017/s002531541500137x

Panebianco, M. V., M. F. Negri, & H. L. Cappozzo. 2012. Reproductive aspects of male franciscana dolphins (*Pontoporia blainvillei*) of Argentina. Animal Reproduction Science 131:41-8. http://dx.doi.org/10.1016/j.anireprosci.2012.02.005

Pauly, D., A. W. Trites, E. Capuli, & V. Christensen. 1998. Diet composition and trophic levels of marine mammals. ICES Journal of Marine Science 55:467-481. http://dx.doi.org/10.1006/jmsc.1997.0280

Peltier, H. et al. 2012. The significance of stranding data as indicators of cetacean populations at sea: modelling the drift of cetacean carcasses. Ecological Indicators 18:278-290. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.11.014

Perrin, W. F., & J. R. Geraci. 2009. Stranding. Encyclopedia of marine mammals (W. F. Perrin, B. Wursig, & J. G. M Thewissen). Academic Press. http://dx.doi.org/10.1016/b978-0-12-373553-9.00256-x

Puig-Lozano, R. A. et al. 2020. Retrospective Study of Fishery Interactions in Stranded Cetaceans, Canary Islands. Frontiers in Veterinary Science. https://doi.org/10.3389/fvets.2020.567258

R Core Team 4.0.0 (2020-04-24) 2020. .Arbor DayÇopyright (C) 2020 The R Foundation for Statistical Computing Platform: x86_64-w64-mingw32/x64 (64-bit).

Reynolds J. E., H. Marsh, & T. L. Ragen. 2009. Marine mammal conservation. Endangered Species Research 7:23-8. https://doi.org/10.3354/esr00179

Rodríguez, D. et al. 2023. Informe de Asesoramiento y Transferencia. Evaluación de las Capturas Incidentales de Mamíferos Marinos en pesquerías industriales del Mar Argentino registradas por el Programa de Asistentes de Investigación Pesquera del INIDEP, durante el período 2014-2018". Informe del INIDEP Nº 02/2023. http://dx.doi.org/10.56443/rsm.v77i1.599

Rodriguez, D., R. Bastida, D. Calkins, & R. W. Davis. 2006. Movements of a juvenile southern sea lion in La Plata River estuary (Argentina-Uruguay) Sea Lions of the World. Fairbanks. http://dx.doi.org/10.4027/slw.2006.20

Rodríguez, D. H. et al. 2013. Foraging strategies of southern sea lion females in the La Plata River Estuary (Argentina-Uruguay). Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography 88:120-130. http://dx.doi.org/10.1016/j.dsr2.2012.07.012

San Martín, A., M. N. Paso Viola, L. Riccialdelli, M. A. Torres, & N. A. Dellabianca. 2021. First confirmed stranding of a fin whale (*Balaenoptera physalus*) in Tierra del Fuego, Argentina. Polar Biology 44:1737-1744. http://dx.doi.org/10.1007/s00300-021-02905-5

Secchi, E. A., D. Danilewicz, M. J. Cremer, & J. Lailson-Brito. 2021. A Synthesis of the Ecology, Human-Related Threats and Conservation Perspectives for the Endangered Franciscana Dolphin. Frontiers in Marine Science 8:617956. https://doi.org/10.3389/fmars.2021.617956

Sergio, F., I. Newton, I. Marchesi, & P. Pedrini. 2008. Ecologically justified charisma: preservation of top predators delivers biodiversity conservation. Journal of Applied Ecology 43:1049-1055. http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01218.x

Solazzo, C., W. Fitzhugh, S. Kaplan, C. Potter, & J. M. Dyer. 2017. Molecular markers in keratins from *Mysticeti* whales for species identification of baleen in museum and archaeological collections. PloS ONE 12:e0183053. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0183053

Spalding, M. D. et al. 2007. Marine ecoregions of the world: a bioregionalization of coastal and shelf areas. BioScience 57:573-583. https://doi.org/10.1641/B570707

Spalleti, L., & M. Mazzoni. 1979. Características granulométricas de arena de playa frontal, playa distal y médano del litoral bonaerense. Revista de la Asociación Geológica Argentina 34:12-30.

Stafford-Bel, R. 2012. Behavioural responses of the Australian fur seal (*Arctocephalus pusillus doriferus*) to vessel traffic and presence of swimmers in Port Phillip Bay, Victoria, Australia. Aquatic Mammals 38:241-249. http://dx.doi.org/10.1578/am.38.3.2012.241

Tasker, M. L. 2006. Marine management: can objectives be set for marine top predators? Top Predators in Marine Ecosystems (I. L. Boyd, S. Wanless, & C. J. Camphuysen). Cambridge University Press. Cambridge, United Kingdom. http://dx.doi.org/10.1017/cbo9780511541964.025

Trites, A. W., V. Christensen, & D. Pauly. 1997. Competition between fisheries and marine mammals for prey and primary production in the Pacific Ocean. Journal of Northwest Atlantic Fishery Science 22:173-187. http://dx.doi.org/10.2960/j.v22.a14

Vianna, T., C. Loch, P. De Castilho, M. C. Gaidzinski, M. J. Cremer, & P. Simões-Lopes. 2016. Review of thirty-two years of toothed whale strandings in Santa Catarina, southern Brazil (Cetacea: Odontoceti). Zoologia 33. https://doi.org/10.1590/S1984-4689zool-20160089

Williams, R. et al. 2017. Animal Counting Toolkit: a practical guide to small-boat surveys for estimating abundance of coastal marine mammals. Endangered Species Research. Endangered Species Research 149-165. https://doi.org/10.3354/esr00845

Wund, S., F. Meheust, C. Dars, W. Dabin, F. Demaret, & B. Guichard. 2023. Strengthening the health surveillance of marine mammals in the waters of metropolitan France by monitoring strandings. Frontiers in Marine Science 10:1116819. https://doi.org/10.3389/fmars.2023.1116819

Zar, J. H. 1984. Biostatistical analysis. Prentice Hall Inc. New Jersey, USA.

MATERIAL SUPLEMENTARIO EN LÍNEA

Tabla S1